



DIVERSIDAD DE ARAÑAS (ARANEAE, ARANEOMORPHAE) EN LA SELVA DE MONTAÑA: UN CASO DE ESTUDIO EN LAS YUNGAS ARGENTINAS

Gonzalo D. Rubio

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones (IBS, UNaM), Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. E-mail: grubio@conicet.gov.ar

RESUMEN

Se estudia la diversidad de arañas de vegetación de las yungas del noroeste argentino, integrando dos escalas: local (diversidad α , estructura de comunidades) y su proyección a diversidad regional (diversidad β). Se muestrearon 26 sitios en la provincia de Salta, representando diferentes ambientes/pisos altitudinales de yungas *sensu stricto* (SP= selva pedemontana, SM= selva montana, BM= bosque montano), yungas *sensu lato* (Cc-s= conectividad entre centro y sur de yungas, YT= yungas en transición) y sitios de Chaco Serrano (ChS) como contraste. Se realizaron muestreos estacionales durante un año, tomando 10 muestras con G-Vac (aspirador entomológico) sobre vegetación. Se obtuvo un total de 6412 ejemplares, representando 188 especies y 34 familias (sólo yungas). Theridiidae, Anyphaenidae y Linyphiidae fueron dominantes. La mayor riqueza correspondió a Araneidae, Salticidae y Theridiidae. Especies dominantes fueron *Chibchea salta* (Pholcidae), *Dubiaranea msp111* (Linyphiidae) y *Mysmena msp110* (Mysmenidae). Diferencias relevantes en composición y abundancia separan dos grupos de ambientes: (Cc-s+SP+YT+ChS) vs. (SM+BM). Dictynidae, Oxyopidae y Philodromidae se asocian a pisos de menor altitud (Cc-s, YT, ChS). Los ambientes SP y YT contienen la mayor riqueza específica y diversidad, mientras que SM y BM presentaron la mayor similitud. En Cc-s y ChS se observaron las mayores diferencias con los demás ambientes, excepto SP. La complementariedad y coeficientes e índices de similitud revelaron alta diversidad β en la región. En consecuencia, se sugiere que además de reforzar la protección en los pisos transicionales de yungas (hábitats más deteriorados y diversos para las arañas), la gestión de conservación debería estar orientada en toda el área a promover la heterogeneidad espacial natural de las Yungas, haciendo especial hincapié en el mosaico de hábitats que constituyen cada estrato diferente.

Palabras clave: Araneae; diversidad de arañas; ecología de comunidades; Yungas.

ABSTRACT

Spider diversification (Araneae, Araneomorphae) in mountain rainforest: a case study in the Argentine Yungas

The spider diversity from yungas vegetation in northwestern Argentina is studied, integrating two levels: local (α diversity, community structures) and a projection at regional level of diversity (β diversity). Twenty six sites in Salta Province were sampled, representing different ambient/altitudinal strata of yungas *sensu stricto* (SP= pedemontane rainforest, SM= montane rainforest and BM= montane forest), yungas *sensu lato* (Cc-s= yungas central and southern sectors connectivity areas, YT= transitional yungas), and Chaco Serrano sites (ChS) as contrast. The sampling was carried out seasonally for one year taking 10 samples of vegetation with G-Vac method. A total of 6412 spiders, 188 species and 34 families were obtained (only yungas). Theridiidae, Anyphaenidae and Linyphiidae were dominant. The highest richness was observed in Araneidae, Salticidae and Theridiidae. *Chibchea salta* (Pholcidae), *Dubiaranea msp111* (Linyphiidae) and *Mysmena msp110* (Mysmenidae) were dominant species. Relevant differences in species composition and abundance highlighted two groups of environment (Cc-s+SP+YT+ChS) vs. (SM+BM). Dictynidae, Oxyopidae and Philodromidae are associated with lower altitudinal floors (Cc-s, YT, ChS). The greatest species richness and diversity were recorded in SP and YT. The highest similarity was recorded in SM and BM; the major differences were observed in Cc-s and ChS compared with the other ambient, except with SP. Complementarity and similarity indices and coefficients revealed high β diversity in the region. Thus, it is suggested that besides reinforcing protection in transitional levels Yungas (the most disturbed and diverse habitats for spiders), conservation management in the area should be directed towards promoting natural spatial heterogeneity of Yungas, giving special emphasis to habitat mosaics that constitute each different stratum.

Key words: Araneae; community ecology; spider diversity; Yungas.

Recibido/Received: 18/03/2015; **Aceptado/Accepted:** 19/06/2015; **Publicado en línea/Published online:** 19/08/2015

Cómo citar este artículo/Citation: Rubio, G. D. 2015. Diversidad de arañas (Araneae, Araneomorphae) en la selva de montaña: un caso de estudio en las yungas argentinas. *Graellsia*, 71(2): e029. <http://dx.doi.org/10.3989/graeellsia.2015.v71.134>

Copyright: © 2015 SAM y CSIC. Salvo indicación contraria, todos los contenidos de la edición electrónica de *Graellsia* se distribuyen bajo licencia de uso y distribución Creative Commons Reconocimiento no Comercial 3.0. España (cc-by-nc).

Introducción

Las araneomorfas (Araneae, Araneomorphae) han ganado una amplia aceptación en los estudios ecológicos como indicadores de unidades ambientales (Clausen, 1986; Maelfert *et al.*, 1990). Se trata de un grupo faunístico ampliamente distribuido en todos los ecosistemas terrestres, presente incluso en ambientes dulceacuícolas (Turnbull, 1973). Las arañas son particularmente diversas en las selvas tropicales y subtropicales, donde se entiende que existen en mayor proporción, estimada en 170000 especies, y se considera que alrededor del 80% de la araneofauna que allí se alberga es desconocida (Coddington & Levi, 1991). Las arañas de vegetación son ubicuas y fáciles de coleccionar, destacando aquéllas que pertenecen a las familias constructoras de telas, debido a que presentan una condición de semi-sesilidad (Oliver & Beattie, 1993; Wise, 1993). En este grupo encontramos familias como Anapidae, Araneidae, Deinopidae, Linyphiidae, Mysmenidae, Pholcidae, Symphytognathidae, Theridiidae, Theridiosomatidae, Tetragnathidae y Uloboridae (Dippenaar-Schoeman & Jocque, 1997; Uetz *et al.*, 1999). Asimismo, se caracterizan por una alta diversidad taxonómica dentro de un hábitat mostrando respuestas específicas ante los cambios ambientales (Coddington *et al.*, 1996). Por ello, conocer de qué manera la composición paisajística regional y sus estructuras locales afectan la distribución y los niveles de diversidad de las arañas, puede revelar rasgos importantes del paisaje e identificar aspectos biogeográficos de los ecosistemas (Pinkus-Rendón *et al.*, 2006).

El grado de conocimiento de las arañas en Sudamérica desde el punto de vista faunístico es aceptable y ha revelado niveles altos de diversidad (número de especies y de familias) en áreas subtropicales de Argentina y sur de Brasil, como también de sectores de Buenos Aires y Uruguay (Pérez-Miles *et al.*, 1999; Rodrigues, 2005; Nogueira *et al.*, 2006; Avalos *et al.*, 2007, 2009, 2013; Bonaldo *et al.*, 2007; Podgaiski *et al.*, 2007; Rubio *et al.*, 2008; Rubio & Moreno, 2010; Grismado *et al.*, 2011; Baldissera *et al.*, 2012; Rubio, 2014). Los estudios sobre arañas exclusivamente en Argentina se enfocaron, en su mayoría, en aspectos taxonómicos y sistemáticos de algunas familias; siendo los trabajos de diversidad principalmente orientados en agroecosistemas con distintos manejos (Liljeström *et al.*, 2002; Beltramo *et al.*, 2006; Armendano & González, 2010; Avalos

et al., 2013), muy pocos en áreas naturales protegidas (Rubio *et al.*, 2008; Rubio & Moreno, 2010) o en ambientes degradados (Avalos *et al.*, 2007). Aún hay mucho por conocer sobre la fauna nativa de arañas en Argentina, y en especial en áreas con un valor agregado (como las yungas) debido a la diversidad ambiental y biológica y al incremento de la pérdida de muchos de sus hábitats.

Sobre la vertiente oriental de las cadenas montañosas de los Andes se extiende el sistema de los bosques nublados y selvas de montaña, llamados globalmente como bosques andinos yungueños (Brown *et al.*, 2006). El límite sur de la distribución de estos bosques se encuentra en el noroeste de la Argentina y el sur de Bolivia, conocidos localmente como selva tucumano-boliviana, selva tucumano-oranense, o simplemente yungas (Brown *et al.*, 2006); para otros autores también conocidas como yungas surandinas (Olson *et al.*, 2001). Las yungas argentinas cuentan con un alto valor de biodiversidad, en el país sólo comparable con la selva misionera, y un elevado grado de endemismo en general (Bertonatti & Corcuera, 2000). Esta ecorregión se extiende por más de 4000 km sobre las vertientes orientales de cadenas andinas y subandinas y se muestra en su extremo austral (en el noroeste argentino-NOA) fragmentada y discontinua (Fig. 1). Y a diferencia de lo que ocurre más al norte, donde limita hacia el E con ecorregiones húmedas, en el NOA discurre a modo de corredor entre formaciones xéricas (Chaco Serrano y Puna-prepuna) (Acosta, 2002). En estas selvas de montaña la vegetación predominante varía de acuerdo al gradiente altitudinal y genera la coexistencia de especies de diferentes orígenes biogeográficos a lo largo del gradiente. De este modo, la vegetación de las yungas se organiza en pisos o franjas de características fisonómico-florísticas bien diferenciables: selva pedemontana, selva montana y bosque montano (Brown *et al.*, 2002). Estructuralmente, la selva montana posee estratos más densos y con mayor organización física de la vegetación (lianas, epífitas, musgos, sotobosque más denso, estrato arbóreo, etc.) (LIEY & FVSA, 2000). En la provincia de Salta el chaco muestra una ingresión en el Valle de Lerma, provocando la fragmentación de las yungas en parches y creando una compleja interfaz, con marcados contrastes en cortas distancias. Algunos autores sostienen que en la porción central de la provincia, existe un área de conectividad y de representatividad de las yungas, la cual es área prioritaria para conservar (Brown & Malizia, 2004).

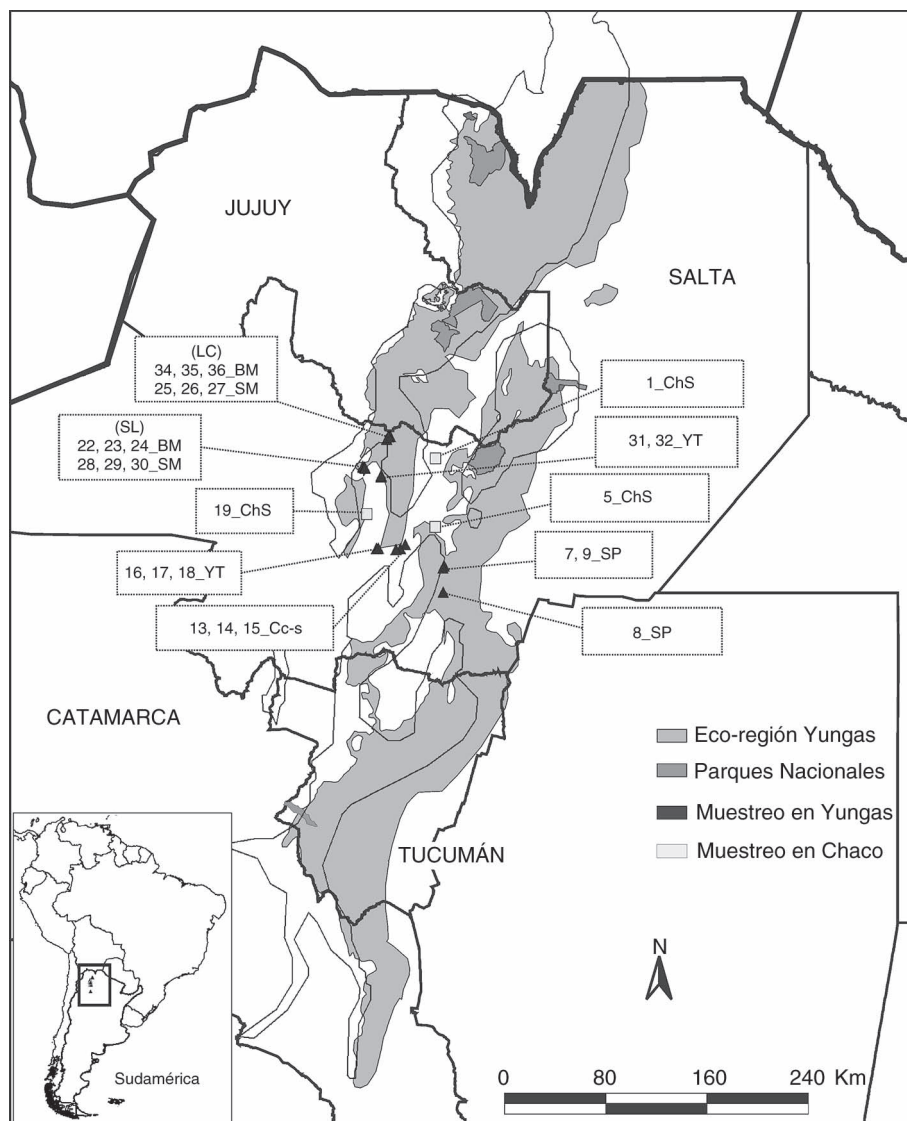


Fig. 1.— Área de estudio y sitios de muestreo (triángulos=Yungas; cuadrados=Chaco Serrano). El área sombreada es una representación de la Eco-región de las Yungas en el noroeste de Argentina, según Brown *et al.* (2006), y el contorno delgado negro, según Olson *et al.* (2001). Cada número constituye un sitio al cual se hace referencia en el texto y otras figuras. LC=localidad La Caldera; SL=localidad San Lorenzo.

Fig. 1.— Study area and sampling sites (triangles=Yungas; squares=Chaco Serrano). The shaded area is a representation of the Eco-region of Yungas in northwestern Argentina according to Brown *et al.* (2006), and the thin black outline according to Olson *et al.* (2001). Each number represents a site which is referred to in the text and other figures. LC=La Caldera locality; SL=San Lorenzo locality.

Hasta el presente, la unidad biogeográfica de las Yungas ha sido caracterizada mayormente por sus componentes florísticos; que permiten identificarla como una unidad definida (Cabrera & Willink, 1973). La presencia de otros grupos taxonómicos para caracterizar a las yungas como una región natural, ha sido documentada mediante algunas menciones implícitas y esporádicas de especies de artrópodos (Cuezco *et al.*, 2007). Por su parte, otros autores defienden la entidad propia de las yungas en base a su composición y diversidad faunística: Acosta (2002) obtiene que los opiliones de las yungas conforman un grupo muy bien caracterizado y de alta diversidad; Morrone (2006) compila

una lista de taxones aparentemente endémicos que incluye cuatro especies de insectos; Navarro *et al.* (2009) reconocen 29 especies de insectos propios de las yungas a partir de un método cuantitativo de identificación de áreas endémicas. De este modo, en la yungas argentinas diversos grupos de artrópodos, excluyendo las arañas, han recibido atención en las últimas décadas, pero indudablemente muchas especies restan de ser encontradas y nuevos taxa descubiertos. Estas selvas de montaña están mayoritariamente aisladas de ecosistemas similares por terrenos empinados y tierras bajas intermedias con contrastes ambientales; son áreas muy importantes por su gran riqueza y altos niveles de endemismo

(Bertonatti & Corcuera, 2000; Brown *et al.*, 2006; Cuezco *et al.*, 2007).

La medición y análisis de la distribución de la biodiversidad implica una tarea difícil, ya que hay varias causas (ecológicas, históricas, etc.) que pueden explicar diferentes aspectos de la diversidad (riqueza de especies, dominancia, rareza) a diferentes escalas espaciales (parches, hábitat, paisajes, ecosistemas, regiones biogeográficas), en diferentes extensiones geográficas (local, regional, global) y en diferentes grupos de organismos (especies, comunidades, taxones de alto rango) (Humphries *et al.*, 1995). El enfoque de este trabajo se define por la ecología de comunidades de arañas, a partir de datos cuali-cuantitativos derivados de muestreos sistematizados en el área central de las yungas salteñas. De esta manera, se intenta reunir conocimiento sobre las arañas de vegetación de yungas con aplicabilidad en estudios ecológicos acerca de las relaciones funcionales entre especies y ambientes (Guisan & Zimmermann, 2000; Austin, 2002).

Los objetivos de esta contribución son: i) describir la estructura básica de las comunidades de arañas de vegetación en los diferentes ambientes estudiados, en términos de abundancia y riqueza de especies, y comparando índices de diversidad α , de reemplazo y otras medidas de β -diversidad; ii) identificar si los cambios de ambientes de la selva de yungas afectan la diversidad y agrupamiento de arañas del follaje; y iii) analizar variaciones temporales de las comunidades de arañas a lo largo de un año y posibles afinidades de las especies y familias por los diferentes ambientes de las selvas de yungas. Cómo hipótesis se proponen: a) las especies de arañas no se distribuyen de manera homogénea a lo largo de los diferentes ambientes/sectores de las selvas de yungas, mostrando grados de afinidad con algunos de ellos; y b) las estructuras de las comunidades de arañas en los distintos sitios y/o regiones de yungas son diferentes, pero sitios próximos y/o similares en estructura de la vegetación muestran una diversidad y agrupamiento de arañas semejantes.

Material y métodos

ÁREA DE ESTUDIO: Tradicionalmente las áreas que han sido ubicadas dentro de las selvas de montañas o yungas en Argentina son denominadas como “yungas *sensu stricto*”, se organizan en franjas o pisos de vegetación según sus características fisonómicas florísticas: selva pedemontana, selva montana y bosque montano (Brown *et al.*, 2002, 2006). Dichas yungas *sensu stricto* se caracterizan por un fuerte gradiente altitudinal que tiene por correspondencia un importante gradiente climático, topográfico, edáfico y en la composición específica de la vegetación (Brown *et al.*, 2006). A estas selvas deben sumarse las yungas en transición, relativamente más secas, generalmente más simples en estructura y menos diversas,

que comúnmente aparecen formando ecotonos con ambientes del chaco serrano (Brown *et al.*, 2006). Otra de las áreas transicionales o marginales de las yungas, más secas, con aptitud agrícola elevada, es el área de conectividad entre los sectores centro y sur de las yungas; este sistema es una de las áreas ecotonales que permiten la conectividad entre los distintos sectores de selvas húmedas (Brown *et al.*, 2002).

Las descripciones generales de cada uno de los estratos/ambientes que representan el área de estudio se detallan a continuación. **1) Selva pedemontana (SP):** Ocupa los sectores entre los 400 y 700 m de elevación en el piedemonte y las serranías de escasa altitud. La flora se halla empobrecida por la presión antrópica (Chebez, 2005). **2) Selva montana (SM):** Ocupa las laderas de las montañas entre los 700 y los 1500 m de elevación y representa la franja altitudinal de máximas precipitaciones pluviales (más de 2000 mm anuales). En general, es un bosque con predominio de especies perennifolias y con una estacionalidad hídrica menos marcada que la selva pedemontana. La flora es exuberante, destacándose los helechos, musgos, líquenes y epífitas. **3) Bosque montano (BM):** Representa el piso ecológico de los “bosques nublados” propiamente dichos (entre los 1500 y 3000 m de elevación) y muestra el paisaje con mayor heterogeneidad estructural dada por distintos estadios sucesionales (Chebez, 2005). Las especies vegetales comunes son de distribución andina, de origen austral (gondwánico) y boreal (holártico). **4) Yungas en transición (YT):** En las yungas argentinas se observa un ecotono entre la selva pedemontana y la vegetación chaqueña, la cual está sufriendo una paulatina invasión de elementos de yungas. Además de las especies típicas de la vegetación chaqueña, en este ambiente se pueden encontrar especies características de las áreas bajas de las yungas. **5) Área de conectividad centro-sur (Cc-s):** Corresponde a una de las áreas que por su ubicación estratégica son de potencial interés para la conservación de las yungas (Brown *et al.*, 2002). Esta área comprende la cuenca de los ríos Juramento y Piedras, con sectores de bosque chaqueño serrano, y actúa como conector entre los sectores central y sur de las yungas en sentido estricto (Cc-s en Fig. 1). **6) Chaco Serrano (ChS):** En general el bosque serrano está dominado por gran cantidad de cactáceas y leguminosas espinosas especialmente en el norte (Brown *et al.*, 2006). En suelos modificados abundan los pastos, que alcanzan más de tres metros de altura (Chebez, 2005). El fuego, natural o provocado, y los cultivos son importantes factores que actúan como modeladores del paisaje. En muchos casos se eliminan áreas boscosas con fines agrícolas.

TOMA DE MUESTRAS: Se realizaron muestreos sistematizados (cuali-cuantitativos), en la porción central de la provincia de Salta (Fig. 1), que abarcan unos 6300 km² donde están representados los diferentes ambientes de las yungas (triángulos en Fig. 1). Asimismo, y con fines comparativos, se incorporó

el ChS dentro del universo de estudio; se dispuso de muestreos sistematizados en diferentes sitios de esta ecorregión, los cuales fueron usados como valores de contraste en distintos análisis y resultados (cuadrados en Fig. 1). Para unificar terminología, los distintos estratos o pisos altitudinales (SP, SM, BM, YT) y otros ambientes muestreados (Cc-s, ChS) son considerados con el término de “ambientes”. En cada localidad se seleccionaron sitios que estuvieran separados entre sí por no menos de 1 km. Así fueron muestreados 26 sitios, 3 de ChS y 23 de yungas que representan diferentes situaciones orográficas y condiciones ambientales de la ecorregión dentro del área en estudio. En cada uno de los sitios seleccionados se realizaron muestreos estacionales durante un año (abril 2006-marzo 2007) de la siguiente manera: 10 muestras con G-Vac (garden-vacuum) sobre vegetación, con el propósito de lograr la mayor representatividad de los grupos de arañas desde el suelo hasta una altura de 2.5 m, aproximadamente. Las muestras de G-Vac fueron tomadas con un aspirador Sthil® con tubo de 1.10 m de longitud y 12 cm de diámetro (caudal 710 m³/h), y cada muestra fue la succión de la vegetación en un área de un metro cuadrado por el término de un minuto. De esta manera 1040 muestras representaron la totalidad del muestreo. El material colectado fue colocado en bolsas de polietileno con alcohol etílico al 70%, debidamente rotulado, y las muestras fueron consideradas como independientes y trasladadas al laboratorio para su procesamiento (limpieza, separación de arañas de otros artrópodos y acondicionamiento y fijación en alcohol 80%). Los especímenes testigo (“voucher”) están depositados en la Colección de Arácnidos del Instituto de Biología Subtropical (IBSI-Ara, G. Rubio).

BASE DE DATOS: Del material araneológico recolectado se consideraron tanto adultos como juveniles. En este último caso su inclusión y asignación a nivel genérico o morfo-específico fue dependiente del grado de madurez de los especímenes y de la capacidad de resolución por comparación morfológica directa con los adultos (ver consideraciones más adelante); su inclusión fue considerada siguiendo los criterios de Jiménez-Valverde & Lobo (2007) para obtener estimaciones reales de diversidad y riqueza de especies. De esta manera, el material fue discriminado en una primera instancia en especies (=“morfoespecies” cuando no fueron posibles de determinar) utilizando una base de datos de fotografías digitalizadas con los caracteres distintivos, generada con el programa TAXIS 3.5 (Meyke, 1999-2004). A lo largo del trabajo se hace referencia a cada morfoespecie con la abreviación “msp” seguida de un número (no necesariamente correlativo) que corresponde al ingreso en la base de datos, ejemplo: Any_msp36 en los casos que sólo se identificó la familia (colocando las tres primeras letras correspondientes, Any → Anyphaenidae), y *Sanogasta*_msp190 cuando se identificó a nivel genérico.

CONSIDERACIONES SOBRE EL USO DE JUVENILES: Si bien la primera dificultad al trabajar con arañas radica en el dimorfismo sexual, el punto más crítico está en la inclusión de los juveniles en los análisis, lo cual ha traído algunos debates en congresos (Labarque *et al.*, 2010; Ramírez *et al.*, 2010). El uso de juveniles reduce la pérdida de información en muchos análisis de diversidad (Jiménez-Valverde & Lobo, 2007) y, de acuerdo a un criterio personal basado en la experiencia del autor, se va corrigiendo y ganando precisión conforme avanza el procesamiento de muestras y separación de arañas. Asimismo, en un monitoreo anual, existe un gradiente de madurez en las arañas juveniles que permite una selección objetiva de especie-ejemplares a partir del cotejo entre juveniles y con los adultos según caracteres morfológicos, patrones de coloración y frecuencias cualitativas compartidas. Esto es ecuaníme siempre que sea realizado por personas con conocimientos y experiencia dentro del rango taxonómico (e.g. Orden Araneae) del grupo en estudio. El principal inconveniente que radica en el uso de juveniles es que el procesamiento de material requiere el triple de tiempo hasta que se ajusta la base de datos.

ANÁLISIS DE DATOS: La riqueza de especies es una medida natural y simple para describir la comunidad y la diversidad regional (Magurran, 2004). Se generaron curvas de rarefacción, con error estándar, basadas en el número de individuos con el programa EstimateS 8 (Colwell, 2006) para comparar las diversidades entre los distintos ambientes. Con el mismo programa se calculó la riqueza potencial de especies por medio de ocho estimadores no paramétricos (nómina en Tabla 1) en cada uno de los ambientes. Estos valores fueron considerados en términos de promedio (\bar{X}) y mediana (M_e) y fueron comparados para analizar cuán completo (completitud) es el inventario realizado, ya que en todo inventario hay especies no registradas (Chao *et al.*, 2000). Para describir la estructura de las comunidades en términos de abundancia proporcional de cada especie se obtuvieron modelos matemáticos (diagrama rango-abundancia) con el programa Species Diversity & Richness 3.02. El ajuste de los datos empíricos a la distribución subyacente a cada modelo se obtuvo mediante pruebas de bondad de ajuste χ^2 (Magurran, 2004). Los distintos modelos difieren en cuanto a las interpretaciones biológicas y estadísticas que asumen de los datos (Krebs, 1989; Moreno, 2001; Magurran, 2004). Se calcularon índices de diversidad, riqueza, equitabilidad y dominancia usando los programas Past 1.18 (Hammer *et al.*, 2003) y BioDiversity Pro 2.0 (McAleece, 1999) para cada comunidad comparando entre ambientes; los intervalos de confianza fueron obtenidos por procedimientos de “bootstrapping” permitiendo comparaciones estadísticas. Se usó el índice de complementariedad (Colwell & Coddington, 1994) y los coeficientes e índices de similitud Jaccard, Sorensen, Morisita y Bray-Curtis (Magurran, 2004) para comparar la composición taxonómica de las comunidades de

arañas. El grado de asociación o similitud entre sitios, ambientes y comunidades se analizó en base a los individuos utilizando las técnicas ecológicas de multivariados de ordenamiento Escalado Multidimensional no Métrico (NMDS) y Análisis de Correspondencia Detendenciado (DCA), y de clasificación con Análisis de Clúster en base a los índices de similitud mencionados anteriormente (Jongman *et al.*, 1995). Estos análisis fueron construidos con el programa Past 1.18.

Resultados

INVENTARIO DE ESPECIES Y COMPOSICIÓN: Se obtuvieron 6412 arañas en las yungas, que representaron 188 especies de 34 familias (Tabla 1). Theridiidae (n=1087), Anyphaenidae (n=812), Linyphiidae (n=757), Tetragnathidae (n=723) y Araneidae (n=536) fueron dominantes y representaron el 61.06% (3915/6412) de la abundancia total en las yungas. Las familias con mayor riqueza fueron Araneidae (S=34), Theridiidae (S=31), Salticidae (S=21), Anyphaenidae (S=14) y Thomisidae (S=12) que representaron el 59.57% (112/188) de

la riqueza total. Las especies dominantes fueron *Chibchea salta* Huber, 2000 (Pholcidae [abundancia relativa 8.09%]), *Dubiaranea* msp111 (Linyphiidae [6.56%]), *Mysmena* msp110 (Mysmenidae [6.39%]), cf. *Temnidia* msp131 (Anyphaenidae [5.69%]), cf. *Misumenops* msp27 (Thomisidae [4.54%]), *Leucauge* cf. *venusta* (Tetragnathidae [4.47%]), cf. *Chrisometa* msp187 (Tetragnathidae [4.46%]) y *Dubiaranea diffilis* (Mello-Leitão, 1944) (Linyphiidae [4.07%]).

En el ChS se colectó un total de 1162 arañas que representan 79 especies y 18 familias. Anyphaenidae, Araneidae, Philodromidae, Thomisidae y Theridiidae fueron dominantes; mientras que las familias con mayor riqueza fueron Araneidae, Anyphaenidae, Salticidae, Theridiidae y Oxyopidae. Se obtuvieron 15 especies exclusivas de este ambiente. Las especies dominantes fueron cf. *Temnidia* msp131, *Paracleocnemis* msp75 (Philodromidae), *Metazygia viriosa* (Keyserling, 1892) (Araneidae), cf. *Misumenops* msp27, *Parawixia bistriata* (Rengger, 1836) (Araneidae), *Oxyopes* msp11 (Oxyopidae), *Araneus* msp69 y *Ocrepeira* msp199 (Araneidae). La nómina completa de especies/morfoespecies se muestra en el Apéndice 1.

Tabla 1.— Valores de diversidad α de las comunidades de arañas en los distintos ambientes de las yungas de Salta (Argentina). La última columna muestra los valores para el ChS a modo de contraste. **X**=según el promedio; **M_e**=según la mediana; **"singletons"** y **"doubletons"**=especies representadas por uno y dos individuos.

Table 1.— Values of α diversity of spider communities in the different environments of the Yungas of Salta (Argentina). The last column shows the ChS values for a contrast. **X**=according to the average; **M_e**=according to the median; **singletons** and **doubletons**=species represented by one and two individuals.

Medidas de diversidad α	Cc-s	YT	SP	SM	BM	totales Yungas	ChS
Riqueza observada	70	108	98	81	86	188	79
Riqueza estimada (X)	97.17	134.00	139.54	93.27	119.77	207.87	108.76
Riqueza estimada (M _e)	96.82	132.49	139.46	91.83	114.47	205.98	109.25
ACE (abundance-based coverage estimator)	95.38	131.95	139.38	91.78	110.61	204.08	117.06
ICE (incidence-based coverage estimator)	102.33	139.98	153.74	96.18	114.06	207.71	123.03
Chao 1	85.79	126.9	145.12	90.55	140.17	204.25	104.2
Chao 2	98.76	133.02	152.32	91.88	153.38	207.75	109.74
Jackknife 1° orden	99.75	140.84	136.68	98.93	114.88	217.97	109.74
Jackknife 2° orden	115.6	153.8	161.37	103.94	138.7	226.97	126.57
Bootstrap	83.3	123.52	114.8	89.82	97.99	203.22	92.6
Michaelis-Menten (media)	96.46	121.95	112.92	83.05	88.34	190.97	87.15
completitud inventario (%) M _e	72.30	81.52	70.27	88.21	75.13	91.27	72.31
completitud inventario (%) X	72.04	80.60	70.23	86.85	71.81	90.44	72.64
índice de Shannon (H')	3.3	3.64	3.65	3.33	3.19	4.01	2.93
Equitabilidad	0.78	0.78	0.80	0.76	0.72	0.77	0.6711
Dominancia Berger-Parker	0.19	0.12	0.12	0.13	0.14	0.08	0.2866
índice de riqueza Margalef	11.52	14.92	14.3	10.5	11.35	21.33	11.05
Otros valores							
n° de muestras	120	200	120	240	240	920	120
n° de individuos	399	1301	881	2041	1790	6412	1162
n° de "singletons"	25	28	35	15	26	26	28
n° de "doubletons"	18	19	13	10	5	19	14

En yungas el esfuerzo de muestreo representó una proporción individuos:especies de 34.11:1. Por ambiente, en SP fue de 8.99:1, en SM 25.2:1, en BM 20.81:1, en Cc-s 5.7:1 y en YT 12.05:1. En el ChS la proporción fue de 14.71:1. De la estimación de riqueza y completitud de inventarios (proporción de riqueza esperada representada por la riqueza observada), surgieron los siguientes valores (Tabla 1; Fig. 2): en Cc-s el rango de riqueza estimada (Sest) fue de 83.3-102.3 especies con una completitud (en base a la riqueza estimada promedio) del 72.04% en la riqueza observada (Sobs), en YT se estimó 121.9-153.8 especies (80.6%), en SP 112.9-161.4 (70.23%), en SM 83-103.9 (86.85%) y en BM 88.3-153.4 (71.81%). Por su parte, en el ChS se estimó un rango de 87.1-126.6 especies, con una completitud del inventario de 72.64%. El inventario más completo correspondió a la SM, mientras que en Cc-s, SP y BM se estimaron las comunidades de arañas que albergarían potencialmente más especies respecto de la riqueza observada. Para la totalidad de las yungas, la proporción de especies observadas:estimadas (X de especies estimadas) sugiere que se esperarían de ser colectadas al menos un 10% de especies

más en el área de muestreo. La cantidad más alta de “singletons” (especies representadas por un solo individuo) se registró en SP ($n=35$) y de “doubletons” (especies representadas por dos individuos) en YT y Cc-s (19 y 18 respectivamente). La completitud para toda el área estudiada de yungas fue superior al 90%, siendo en el ChS más baja y con alto número de singletons y doubletons (Tabla 1).

DIVERSIDAD α Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES: La distribución de las comunidades de arañas se ajusta a los modelos log-normal y serie logarítmica. Los ajustes son estadísticamente significativos ($\chi^2=2.36-5.01$, $p>0.05$), con excepción en el ChS para la serie logarítmica ($\chi^2=12.96$, $p=0.047$) en cuya comunidad aumentan los niveles de dominancia (Tabla 1).

En términos de riqueza específica, las curvas de rarefacción mostraron diferencias entre comunidades (Fig. 3). Del esfuerzo de muestreo estandarizado al 1° nivel de corte (incluyendo la comunidad menos abundante; $n=399$) se observó que YT, SP y Cc-s ($S=72.7$, 72.5 , 70 respectivamente) fueron consistentemente más ricas que BM, SM y ChS ($S=52.6$, 52.5 , 51.4). Estas diferencias se mantuvieron

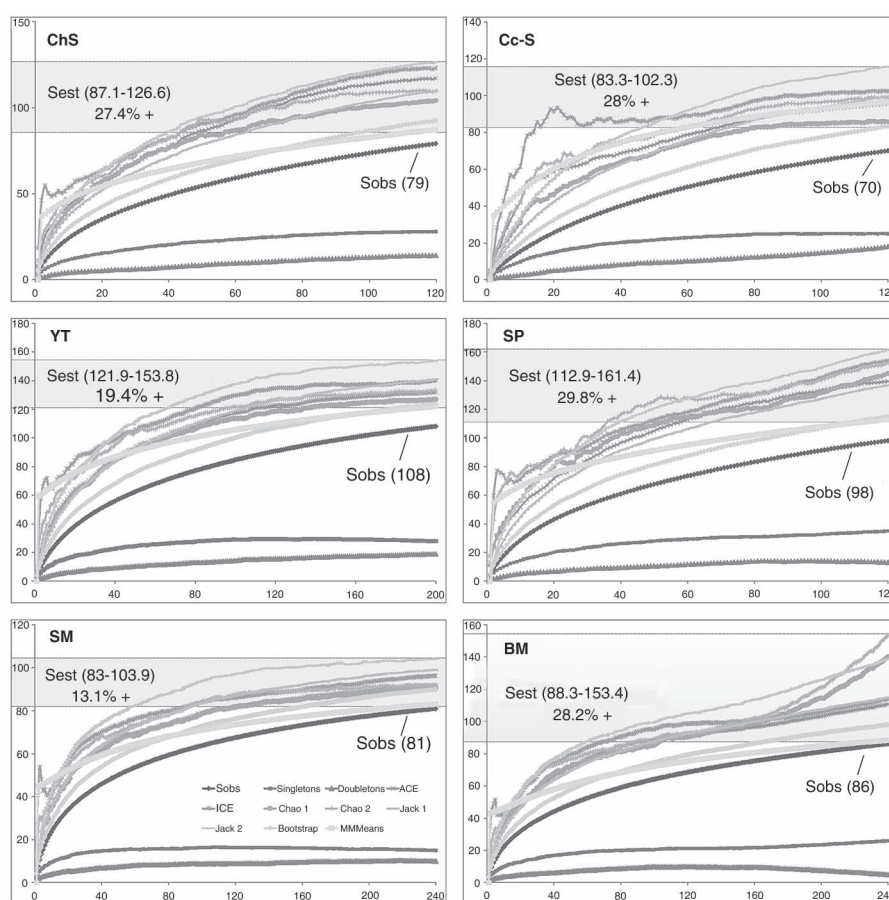


Fig. 2.— Curvas de acumulación de especies (Sobs) y comparación con el rango de riqueza estimada (Sest) para cada ambiente a partir de ocho estimadores no paramétricos en función del esfuerzo acumulativo de muestreo (n° de muestras en abscisas, n° de especies en ordenadas).

Fig. 2.— Species accumulation curves (Sobs) and comparison with the range of estimated richness (Sest) for each environment, from eight nonparametric estimators based on the cumulative sampling effort (n° of samples on abscissa- x axis; n° of species on ordinate- y axis).

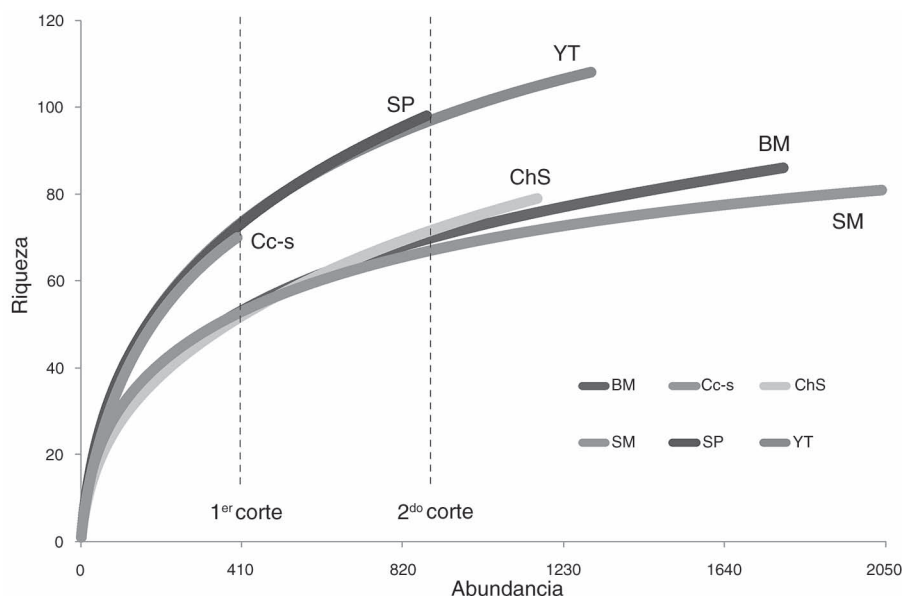


Fig. 3.— Riqueza de especies de arañas en los ambientes de Yungas (Salta, Argentina) a través de las curvas de rarefacción en base al número de individuos. Se incluye el ChS en un marco comparativo.

Fig. 3.— Species richness of spiders in the environments of Yungas (Salta, Argentina) through rarefaction curves based on number of individuals. The ChS is included in a comparative framework.

al excluir la comunidad menos abundante (Cc-s) y dejando en su lugar a SP con una ganancia de información a partir de los 881 individuos (al 2° nivel de corte): $S=98$ en SP y 96.5 en YT; $S=71.3$, 69.6 , 66.9 en ChS, BM y SM. Los solapamientos de las curvas de SP con YT y de ChS, BM y SM entre sí indicaron las diferencias significativas de riqueza consistentes entre estos dos grupos de ambientes (Fig. 3).

Los ambientes SP y YT fueron los más diversos (índices de Shannon y Margalef en Tabla 1; Bootstrap $p<0.05$); en segundo lugar siguieron SM, Cc-s y BM, a su vez significativamente más diversos que el ChS (Bootstrap $p<0.05$). La mayor equitabilidad se obtuvo en SP significativamente diferente al ChS y BM (Bootstrap $p<0.05$). Los ambientes Cc-s y YT también presentaron alta equitabilidad superando consistentemente al ChS (Tabla 1). La mayor dominancia se obtuvo en el ChS (índice de Berger-Parker), mostrando diferencias significativas con la mayoría de los ambientes (Bootstrap $p<0.05$); asimismo, entre los ambientes propios de yungas se observó al Cc-s con un índice de dominancia consistentemente mayor (Bootstrap $p<0.05$). Los niveles de diversidad (H') no presentaron correlación significativa con las distintas altitudes en que se encontraron los ambientes ($r=-0.037$).

VARIACIONES A LO LARGO DEL AÑO: La mayor cantidad de arañas en las yungas se obtuvo en otoño ($n=2030$), seguido por el verano ($n=1965$), invierno ($n=1262$) y primavera ($n=1155$). En verano se obtuvo la mayor riqueza ($S=146$). En otoño y primavera se capturaron 120 y 115 especies, respectivamente, y en invierno se observó la menor riqueza ($S=97$).

La familia Theridiidae fue dominante en otoño y primavera (22.4%; 16.8%), seguida por Pholcidae y Anyphaenidae para estas estaciones climáticas (16.1%; 16.4%). Linyphiidae fue más abundante en invierno (25.7%), sin estar entre las ocho familias dominantes del verano, donde Anyphaenidae y Tetragnathidae fueron superiores (15.8%; 14.3%). Al considerar las especies con más de 20 individuos, se observaron variaciones de abundancia con relación a la época del año. *Chibchea salta*, *Mysmena* msp110, *Anelosimus* msp118, *Mangora cochuna* Levi, 2007, *Josa* msp126, las Theridiidae msp52 y msp161, cf. *Maro* msp108 y *Lobizon ojangurenii* Piacentini & Grismado, 2009 mostraron altas abundancias en otoño, duplicándose con respecto a las demás estaciones; no obstante, en el caso de *Anelosimus* msp118 su abundancia en otoño estuvo asociada a una alta desviación estándar. Las especies de *Dubiaranea* (*D.* msp111, *D. difficilis*) y *Leucauge* cf. *venusta* tuvieron más individuos en invierno. *Sanogasta* msp190, cf. *Chrysometa* msp187, *Paracleocnemis* msp75, Tet_msp57 y *Ocrepeira* msp43 aumentaron su abundancia en verano. Algunas especies de Araneidae mostraron mayor abundancia en primavera (e.g. *Ara*_msp230, *Araneus* msp69 y *Metazygia viriosa*). Sin embargo, las abundancias de algunas especies se mantuvieron constante a lo largo del año, e.g.: cf. *Misumenops* msp27, *Tmarus estyliferus* Mello-Leitão, 1929 y *Lyssomanes* msp18.

VARIACIONES POR AMBIENTES DE YUNGAS: Tetragnathidae fue dominante en BM (19%), en SM y SP Theridiidae se registró con más individuos (20.7%; 26.8%). Thomisidae fue dominante en YT (22.3%) y Anyphaenidae en YT y ChS (24%; 29.6%). Pocas especies se mantuvieron

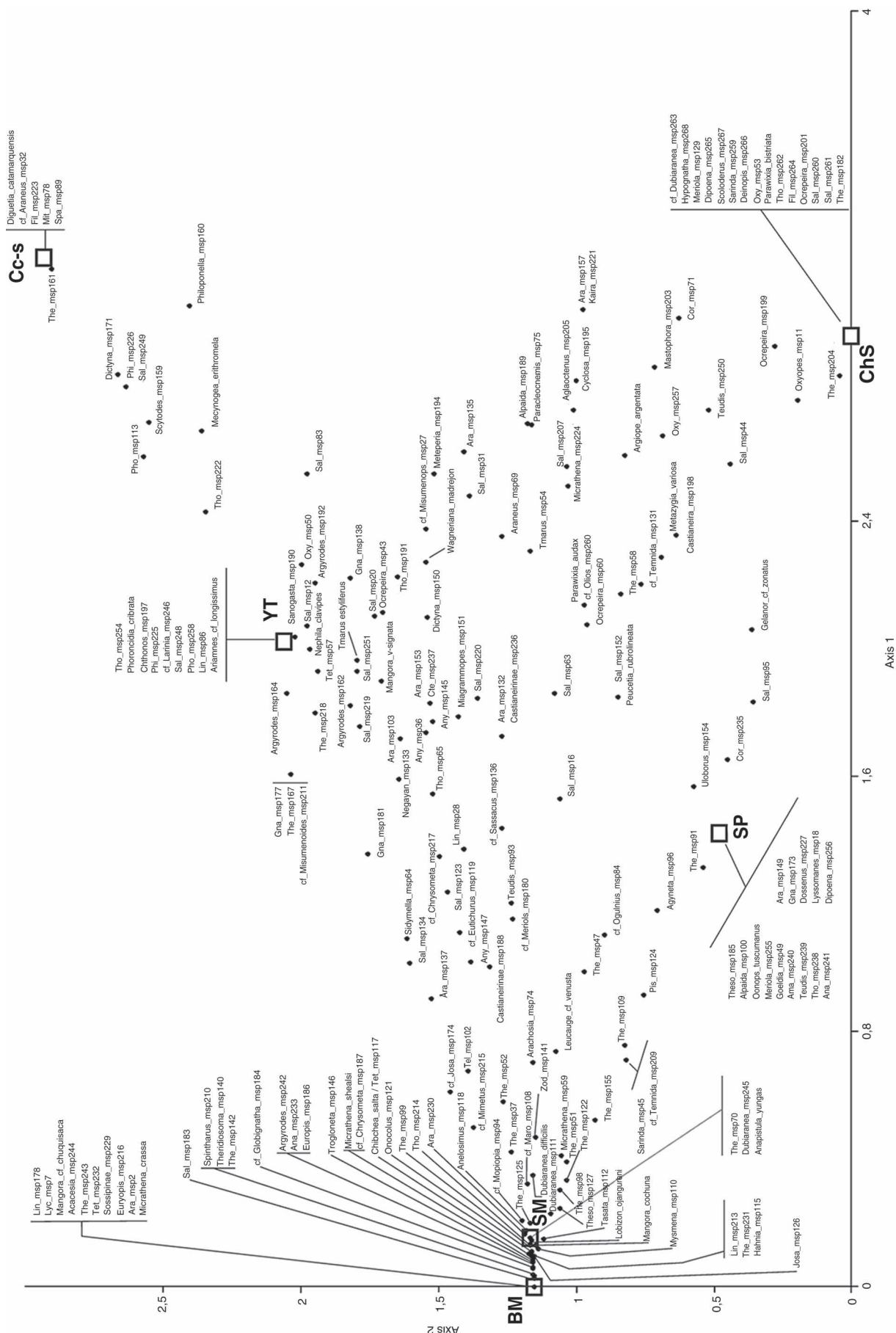


Fig. 4.— Biplot DCA para las especies de arañas de vegetación en los seis ambientes estudiados (Salta, Argentina).

Fig. 4.— DCA biplot for plant-spider communities in the six studied environments (Salta, Argentina).

con niveles de abundancia homogéneos para todos los ambientes de yungas: cf. *Temnidia* msp131, *Araneus* msp69, *Metazygia viriosa* y *Leucauge* cf. *venusta*. Se observó que las diferencias relevantes en cuanto al número de individuos por especie están más asociadas a grupos de ambientes que a ambientes propios (ver agrupamiento de ambientes–diversidad β). A los pisos de menor altitud de las yungas están asociadas especies de las familias Dictynidae, Oxyopidae, Philodromidae, Uloboridae y Thomisidae (en esta última principalmente del género *Tmarus*), algunas Anyphaenidae (msp36, msp145 y *Sanogasta* msp190), *Ara*_msp135, *Mecynogea* msp165 y *Aglaoctenus* msp205.

Linyphiidae, Pholcidae, Mysmenidae, Lycosidae, Hahniidae y Symphytognathidae se asociaron a los ambientes de mayor altitud (SM y BM); a estos ambientes se coligaron las especies *Mangora cochuna*, *Micrathena shealsi* Chickering, 1960, *Josa* msp126, *Tasata* msp112, ambas especies de *Dubiaranea*, *Lobizon ojangurenii*, *Mysmena* msp110, *Trogloneta* msp146, *Chibchea salta*, cf. *Chrysometa* msp187, *Spintharus* msp210 y *Theridiosoma* msp140 entre otras. También se observaron otras especies (abundancias $n > 30$) asociadas preferentemente a sólo uno de los ambientes: *Nephila clavipes* (Linnaeus, 1767) en YT (94.1%), *Lyssomanes* msp18 en SP (100%) y *The*_msp161 en Cc-s (98%).

Lo antedicho es más completo e integralmente visualizado en las Figs. 4 y 5 (análisis de DCA). La fauna de

arañas presentó patrones de asociación hacia los distintos ambientes según su composición específica (Fig. 4) o de rango familiar (Fig. 5); además los análisis reflejaron el agrupamiento de los ambientes según su composición araneo-faunística. En ambos ordenamientos gráficos (Figs. 4 y 5) el primer eje separó claramente los ambientes, y sus taxones asociados, según un gradiente altitudinal inversamente proporcional al valor de dicho eje 1. En la Fig. 4 el eje 1 tuvo un eigenvalor de 0.735 y el eje 2 de 0.227, explicando ambos ejes el 85.64% de la variación en los datos; en la Fig. 5, el eje 1 tuvo un eigenvalor de 0.426 y el eje 2 de 0.034, ambos ejes explican el 94.21% de la variación.

DIVERSIDAD β , RECAMBIO Y COMPLEMENTARIEDAD: Las comunidades de arañas de BM y SM presentaron la mayor similitud ($>50\%$ para los tres índices y coeficientes usados—Tabla 2), dichos ambientes compartieron la mayor cantidad de especies al igual que SP con YT (61 especies c/u), por lo cual sus índices de complementariedad fueron bajos (0.42; 0.58 respectivamente). Entre los demás ambientes la complementariedad superó el 60%. La menor cantidad de especies compartidas fue observada en BM con ChS, y SM con ChS (21 y 23 especies). Los valores de complementariedad y similitud revelaron en la región una alta diversidad β (e.g. complementariedad ~ 0.69 , considerando que 1 es indicativo de que las comunidades son completamente diferentes).

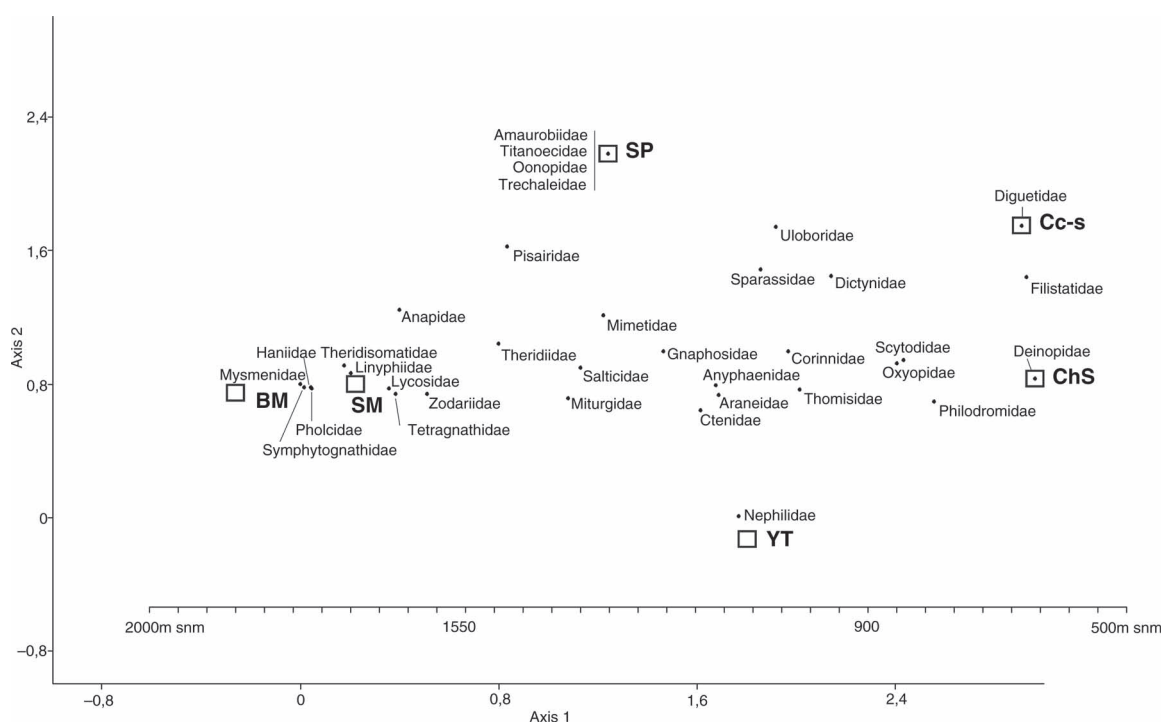


Fig. 5.— Biplot DCA para las familias de arañas de vegetación en los distintos ambientes (Salta, Argentina). La barra de altitud (m snm) es aproximativa para ver el gradiente en relación a los ambientes estudiados.

Fig. 5.— DCA biplot for the plant-spider families in the six studied environments (Salta, Argentina). The altitude bar (m asl) is approximate to see the gradient in relation to the studied environments.

Tabla 2.— Valores de diversidad β , con máximos ⁽⁺⁾ y mínimos ⁽⁻⁾ para las comunidades de arañas de vegetación, comparando entre pares de diferentes ambientes.

Table 2.— Values of β diversity, with maximum ⁽⁺⁾ and minimum ⁽⁻⁾ for the plant-spider communities of vegetation, comparing between pairs of different environments.

	n° de especies compartidas	coeficiente de Sorensen (cualitativo)	coeficiente de Jaccard (cualitativo)	índice de Morisita (cuantitativo)	índice de complementariedad
BM x Cc-s	27	0.35	0.21	0.06 ⁽⁻⁾	0.79
BM x SM	61 ⁽⁺⁾	0.73 ⁽⁺⁾	0.58 ⁽⁺⁾	0.90 ⁽⁺⁾	0.42 ⁽⁻⁾
BM x SP	43	0.47	0.30	0.30	0.70
BM x YT	41	0.42	0.27	0.13	0.73
BM x ChS	21 ⁽⁻⁾	0.25 ⁽⁻⁾	0.15 ⁽⁻⁾	0.12	0.85 ⁽⁺⁾
Cc-s x SM	28	0.37	0.23	0.06 ⁽⁻⁾	0.77
Cc-s x SP	36	0.43	0.27	0.42	0.73
Cc-s x YT	51	0.57	0.40	0.71	0.60
Cc-s x ChS	39	0.52	0.35	0.55	0.65
SM x SP	46	0.51	0.35	0.33	0.65
SM x YT	45	0.48	0.31	0.13	0.69
SM x ChS	23	0.29	0.17	0.10	0.83
SP x YT	61 ⁽⁺⁾	0.59	0.42	0.62	0.58
SP x ChS	40	0.45	0.29	0.54	0.71
YT x ChS	53	0.57	0.40	0.64	0.60

A partir de los 26 sitios de muestreo (23 de yungas +3 del ChS) se obtuvieron dos grupos principales bien definidos de acuerdo con la similitud cuali-cuantitativa de los agrupamientos de arañas (Fig. 6). El Grupo 1 (similitud Bray-Curtis =0.45) presenta mayor concentración y está constituido por 12 sitios que corresponden a SM+BM, sin formar una clara sub-agrupación que separe a estos dos ambientes; no obstante, presenta un débil apartamiento de dos sub-grupos si consideramos las zonas de La Caldera (LC) y San Lorenzo (SL) (Fig. 1). El Grupo 2 (similitud=0.28) tiene menor robustez y mayor dispersión de datos, permitiendo las siguientes sub-agrupaciones (Fig. 6): G_A (similitud=0.39) correspondiente a SP, separado de G_B (0.29) que incluye el subgrupo G_{B1} (0.46) con los ambientes del ChS, y G_{B2} (0.35) con los ambientes YT y Cc-s, a su vez bien definidos como grupos separados (Fig. 6).

Discusión y conclusiones

Este es el primer estudio de Argentina que se focaliza en la diversidad de arañas (Araneae) y su distribución en los diferentes estratos de la Ecorregión de las Yungas. La riqueza global observada en este estudio fue de 188 especies y 34 familias en los ambientes que representaron las yungas, lo cual sumado a las especies obtenidas en el Chaco Serrano, resultan en una base de datos conteniendo 203 especies y 35 familias. Si bien las técnicas de colectas de arañas son variadas, los niveles de riqueza observados en las selvas de yungas resultaron equivalentes a los observados en otros estudios en otras áreas subtropicales de Argentina y

sur de Brasil, como también áreas de Buenos Aires y Uruguay (Pérez-Miles *et al.*, 1999; Rodrigues, 2005; Nogueira *et al.*, 2006; Avalos *et al.*, 2007, 2009, 2013; Bonaldo *et al.*, 2007; Podgaiski *et al.*, 2007; Rubio *et al.*, 2008; Rubio & Moreno, 2010; Grismado *et al.*, 2011; Baldissera *et al.*, 2012). Asimismo, la riqueza específica obtenida en esta investigación no difiere a las observadas en otros estudios realizados en selvas tropicales amazónicas (Höfer, 1990; Raizer *et al.*, 2005; Machado Pinto-Leite *et al.*, 2008; Ricetti & Bonaldo, 2008; Bonaldo & Dias, 2010; Carvalho & Avelino, 2010). Aunque en un marco menos comparable, en Argentina existen estudios sobre ecología de comunidades de arañas en agroecosistemas que revelaron niveles de riqueza más bajos, debido sin duda a la pérdida de la heterogeneidad del paisaje: cultivos de soja (Liljestrom *et al.*, 2002; Beltramo *et al.*, 2006), y alfalfa (Armendano & González, 2010).

Recientes estudios sobre inventarios de especies de arañas en zonas tropicales son bastante desalentadores en cuanto a lograr una buena completitud aún mediante el uso de técnicas de muestreo complementarias, promediando un 32% de especies capturadas por un solo individuo (singletons) (Toti *et al.*, 2000; Sørensen *et al.*, 2002; Coddington *et al.*, 2007). Una elevada proporción de singletons significa que una gran cantidad de especies no han sido colectadas todavía (20-50%, Ramírez, com. pers., 2011). Si consideramos los ambientes de las yungas en su totalidad, el número de singletons encontrados fue bajo (14%). No obstante, la situación particular de los ambientes Cc-s, SP, e inclusive el ChS revelaron

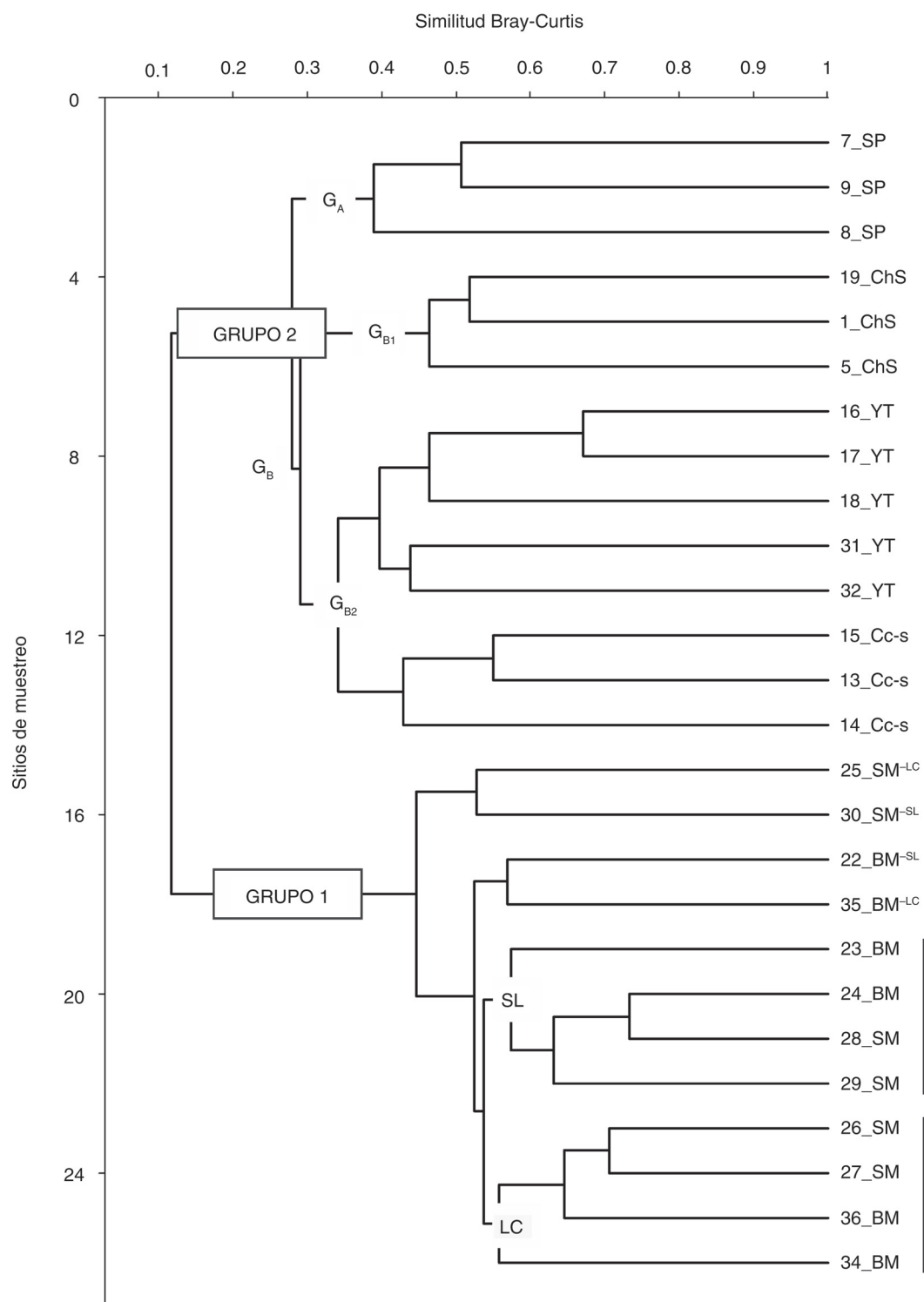


Fig. 6.— Análisis de clasificación (índice de Bray-Curtis) de los sitios (nº) de muestreo en las yungas de Salta (Argentina), incluyendo los ambientes de ChS. G_(A, B1, B2, SL, LC)=sub-agrupamientos; SL=localidad San Lorenzo; LC=localidad La Caldera.

Fig. 6.— Classification analysis (Bray-Curtis index) of the sampling sites (nº) in the Yungas of Salta (Argentina), including ChS environments. G_(A, B1, B2, SL, LC)=sub-clusters; LC=La Caldera locality; SL=San Lorenzo locality.

valores más altos (35-36%). Estos niveles de singletons podrían estar indicando una baja completitud, o bien no tener relación con la rareza de especies sino con la detección de especies turistas (Rubio *et al.*,

2008), y deberse a la fragmentación y distribución en parches propia de las yungas de la provincia de Salta.

Indudablemente el número de singletons tiene ciertos efectos sobre la completitud de los inventarios de

una comunidad, y los inventarios de arañas aquí obtenidos fueron en general aceptablemente completos. Para los seis ambientes el inventario observado de especies registró más del 70% de la riqueza esperada, igualando lo obtenido por otros investigadores: 68-89% (Coddington *et al.*, 1996), 86% (Blanco-Vargas *et al.*, 2003), 80% (Sørensen, 2004), 61-87% (Rubio *et al.*, 2008), 78-88% (Cardoso *et al.*, 2008), 71-97% (Rubio & Moreno, 2010). Sin embargo, en los ambientes que tuvieron niveles relativamente más bajos de completitud (SP y Cc-s), esto se vio coherente y reflejado según la estimación de la proporción individuos:especies.

La biodiversidad está muy relacionada con la evolución del paisaje, por lo que es importante no desestimar el contexto histórico geográfico de las yungas, región que posee una marcada complejidad y diversidad de ambientes, condicionados en su mayoría por procesos orogénicos, que han formado y modelado el relieve (Brown *et al.*, 2006). Desde el punto de vista de la vegetación, las yungas tienen una estructura compleja a nivel tanto local como regional, y pueden ser caracterizadas a partir de la estructura de las comunidades de arañas. No todos los pisos y áreas tienen los mismos niveles ecológicos de diversidad, equitabilidad y dominancia. Uno podría preguntarse ¿coincide la distribución de las comunidades de arañas con los ambientes tradicionalmente definidos para cada subformación de estas selvas?; puede advertirse, como surgimiento de este estudio, que los ambientes selva y bosque montanos (SM, BM) logran diferenciarse araneológicamente de los ambientes transicionales de las yungas como el área de conectividad centro-sur (Cc-s), las yungas en transición (YT) y la fragmentada selva pedemontana (SP).

Los cambios altitudinales presentan una serie de factores condicionantes para el establecimiento de la biota. Numerosos autores afirman que la diversidad de insectos y arañas disminuye a medida que aumenta la altitud (Janzen *et al.*, 1976; Uetz, 1976; Wolda, 1987; Hartmut *et al.*, 1990; McCoy, 1990). Estas variaciones tienen directa relación con la estructura y diversidad del hábitat que constituyen su complejidad en un ecosistema determinado, encontrando que a mayor número de especies es mayor la complejidad del lugar (Diamond, 1988). El escaso rango de variación altitudinal en que se encontraron los ambientes en este estudio (~800-1600 m snm) mostró exiguas variaciones de la diversidad de arañas en relación al aumento de la altura.

Las arañas del follaje dependen en gran medida de la estructura multi-dimensional de la vegetación, y principalmente las constructoras de telas por la oferta de soportes disponibles (Enders, 1974; Hatley & Macmahon, 1980; Gunnarsson, 1990). Esta relación permite inferir de forma cualitativa el estado de conservación de algunos ecosistemas y diferenciar las afinidades de las comunidades de arañas (Gunnarsson, 1990).

La selva pedemontana constituye un nexo ecotonal entre el chaco serrano y los pisos de mayor altura (SM y BM), y a pesar de su estructura menos compleja en relación a lo que fue predicho para la SM, resultó ser el piso más diverso y heterogéneo junto con las YT; este ambiente es también considerado por Brown *et al.* (2006) como el más importante de conservar por su riesgo de desaparición. La presencia elevada de singletons podría también actuar como indicativo de ello. Las observaciones de campo son perfectamente vinculables a los resultados obtenidos en los agrupamientos cualitativos de especies de arañas, e.g. los sitios de selva pedemontana (7, 8 y 9) se diferencian claramente de los de Cc-s y YT en que la vegetación es más húmeda y densa (subgrupo 2 G_A en Fig. 6).

Entre las familias de arañas dominantes en áreas naturales se encuentran generalmente Araneidae, Salticidae, Theridiidae, Anyphaenidae y Thomisidae (Flórez-D., 1998; Podgaiski *et al.*, 2007; Ricetti & Bonaldo, 2008; Rubio *et al.*, 2008), y en ambientes netamente boscosos y selváticos se agregan Tetragnathidae, Pholcidae y Linyphiidae destacándose entre las más abundantes (Russell-Smith & Stork, 1994; Flórez-D., 1998, 1999; Sørensen, 2004; Benati *et al.*, 2005). En los ambientes de las yungas se observaron las mismas familias dominantes, y en lo que respecta a Linyphiidae, Tetragnathidae, Pholcidae y Mysmenidae se observó su afinidad por la selva y el bosque montanos. Por otro lado el contraste del Chaco Serrano fue notable detectándose la afinidad de Oxyopidae sobre este ambiente y la dominancia relativa de Philodromidae, lo cual es coherente con otros estudios sobre araneofauna de pastizales y/o cultivos (Liljestrom *et al.*, 2002; Whitmore *et al.*, 2002; Beltramo *et al.*, 2006; Rodrigues *et al.*, 2008; Rubio *et al.*, 2008; Armendano & Gonzalez, 2010).

La distribución rango/abundancia de especies en los ambientes de las yungas se ajustó a los modelos de distribución log-normal y serie logarítmica. Resultados similares se obtuvieron en estudios sobre la fauna de arañas en bosques tropicales y neotropicales cuyas distribuciones también fueron logarítmicas (e.g. Silva & Coddington, 1996; Avalos *et al.*, 2009). El ajuste a este tipo de distribución caracteriza a comunidades con bajo estrés y sometidas a la influencia de escasos factores (Moreno, 2001), representadas por pocas especies dominantes y pocas especies raras siendo la mayoría de abundancias intermedias (McNautghton & Wolf, 1984; Magurran, 2004). Asimismo, una distribución log-normal es propia de las comunidades grandes (Magurran, 2004). Por otro lado, el Chaco Serrano fue la excepción para estas distribuciones reflejando sus mayores niveles de dominancia.

Al analizar dos facetas de la biodiversidad, a nivel local y regional, se obtiene una amplia perspectiva sobre las comunidades de arañas de las yungas. La diversidad β mide las diferencias (el recambio) entre

las especies de dos puntos, dos tipos de comunidades o dos paisajes (Halffter & Moreno, 2005), y es el enlace entre las diversidades local y regional (Cornell & Lawton, 1992). En el contexto de diversidad β en los distintos ambientes de yungas se observó que la proporción de especies compartidas fue baja, siendo la complementariedad superior al 60% entre la mayoría de los ambientes. Este valor relativamente alto es un indicativo de que las comunidades están suficientemente apartadas, mostrando una variación en las características de los ambientes y/o la estructura de su vegetación (Coddington *et al.*, 1996). Por lo tanto, las excepciones que mostraron valores bajos de complementariedad (bosque montano vs. selva montana: 42%, y selva pedemontana vs. yungas en transición: 58%) podrían explicarse por relativas similitudes de los ambientes, o bien estar influenciadas por la distancia y contigüidad espacial (en parte, Fig. 1).

Las diferencias observadas en la composición de especies entre los distintos ambientes explican la significativa contribución de la diversidad β a la riqueza de arañas. Resulta evidente que, a pesar de resaltar la importancia de la selva pedemontana y las yungas transicionales (como ambientes más diversos), la heterogeneidad espacial natural de toda la región también juega un papel relevante en la biodiversidad de estas arañas de vegetación en las selvas de yungas. En consecuencia, se sugiere que además de reforzar la protección en los pisos transicionales de yungas (hábitats más deteriorados), la gestión de conservación debería estar orientada en toda el área a promover la heterogeneidad espacial natural de las Yungas, haciendo especial hincapié en el mosaico de hábitats que constituyen cada estrato diferente.

El aporte de este trabajo sobre la fauna de arañas en la ecorregión de las Yungas argentinas es importante frente al escaso conocimiento previo. Así, se logra el primer estudio de biodiversidad de arañas del follaje integrado y asociado a estas selvas, mostrando no solo el alto valor en riqueza específica, sino también que géneros o especies de arañas se distribuyen diferencialmente según su afinidad o preferencia por los diferentes ambientes. Esta correspondencia con el tipo de ambiente fue verificada igualmente respecto de las comunidades que caracterizan a cada uno de ellos. También quedó en evidencia que la mayor similitud estructural entre ambientes tiene su correlato en la semejanza de sus comunidades de arañas de follaje.

Agradecimientos

Manifiesto mis agradecimientos a Luis E. Acosta y Alda González, quienes dirigieron mi tesis doctoral y contribuyeron en gran medida a este manuscrito derivado de dicha tesis. A Raquel M. Gleiser y Martín J. Ramírez por sus comentarios a versiones previas del manuscrito, y a Claudia E. Moreno por responder mis inquietudes acerca de los análisis de diversidad. A Carina I. Argañaraz

y Martina Rubio por su valiosa colaboración en la depuración del material. Este trabajo fue financiado por la beca doctoral del CONICET.

Referencias

- Acosta, L. E., 2002. Patrones zoogeográficos de los Opiliones argentinos (Arachnida: Opiliones). *Revista Ibérica de Aracnología*, 6: 69-84.
- Armendano, A. & González, A., 2010. Comunidad de arañas (Arachnida, Araneae) del cultivo de alfalfa en Buenos Aires, Argentina. *International Journal of Tropical Biology*, 58(2): 757-767. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5243>
- Austin, M. P., 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157: 101-118. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- Avalos, G., Bar, M. E., Oscherov, E. B. & González, A., 2013. Diversidad de Araneae en cultivos de *Citrus sinensis* (Rutaceae) de la Provincia de Corrientes, Argentina. *International Journal of Tropical Biology*, 61(3): 1243-1260. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v61i3.11938>
- Avalos, G., Damborsky, M. P., Bar, M. E., Oscherov, E. B. & Porcel, E., 2009. Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *International Journal of Tropical Biology*, 57(1-2): 339-351.
- Avalos, G., Rubio, G. D., Bar, M. E. & González, A., 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *International Journal of Tropical Biology*, 55(3-4): 899-909.
- Baldissera, R., Rodrigues, E. N. L. & Hartz, S. M., 2012. Metacommunity Composition of Web-Spiders in a Fragmented Neotropical Forest: Relative Importance of Environmental and Spatial Effects. *PLoS ONE*, 7(10): e48099 (9 pp.). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0048099>
- Beltramo, J., Bertolaccini, I. & González, A., 2006. Spiders of soybean crops in Santa Fe province, Argentina: influence of surrounding spontaneous vegetation on lot colonization. *Brazilian Journal of Biology*, 66(3): 891-898. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000500015>
- Benati, K. R., Souza-Alves, J. P., Alves Silva, E., Lima Peres, M. C. & Oliveira Coutinho, É., 2005. Aspectos comparativos das comunidades de aranhas (Araneae) em dois remanescentes de mata atlântica do estado da Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1a): 1-9. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032005000200007>
- Bertonatti, C. & Corcuera, J., 2000. *Situación Ambiental argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires. 392 pp.
- Blanco-Vargas, E., Amat-García, G. D. & Flórez-Daza, E., 2003. Araneofauna orbitelar (Araneae: Orbiculariae) de los Andes de Colombia: comunidades en hábitats bajo regeneración. *Revista Ibérica de Aracnología*, 7: 189-203.
- Bonaldo, A. B. & Dias, S. C., 2010. A structured inventory of spiders (Arachnida, Araneae) in natural and artificial forest gaps at Porto Urucu, Western Brazilian

- Amazonia. *Acta Amazónica*, 40(2): 357-372. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672010000200014>
- Bonaldo, A. B., Marques, M. A. L., Pinto-da-Rocha, R. & Gardner, T., 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97(2): 143-151. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212007000200003>
- Brown, A. & Malizia, L., 2004. Las selvas pedemontanas de las Yungas. *Revista Ciencia Hoy (en línea)*, 14(83): 1-8.
- Brown, A. D., Grau, A., Lomascolo, T. & Gasparri, N., 2002. Estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (yungas) de argentina. *Ecotrópicos*, 15(2): 147-159.
- Brown, A. D., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. & Corcuera, J., 2006. *La situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 587 pp.
- Cabrera, A. L. & Willink, A., 1973. *Biogeografía de América Latina*. OEA, Serie de Biología, Monografía 13, Washington D.C. 120 pp.
- Cardoso, P., Scharff, N., Gaspar, C., Henriques, S. S., Carvalho, R., Castro, P. H., Schimdt, J. B., Silva, I., Szüts, T., de Castro, A. & Crespo, L. C., 2008. Rapid biodiversity assessment of spiders (Araneae) using semiquantitative sampling: a case study in a Mediterranean forest. *Insect Conservation and Diversity*, 1: 71-84. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-4598.2007.00008.x>
- Carvalho, L. S. & Avelino, M. T. L., 2010. Composição e diversidade da fauna de aranhas (Arachnida, Araneae) da Fazenda Nazareth, Município de José de Freitas, Piauí, Brasil. *Biota Neotropica*, 10(3): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000300001>
- Chao, A., Hwang, W., Chen, Y. & Kuo, C., 2000. Estimating the number of shared species in two communities. *Statistica Sinica*, 10: 227-246.
- Chebez, J. C., 2005. *Guía de las reservas naturales de la Argentina: Noroeste*. Albatros. 256 pp.
- Clausen, I. H., 1986. The use of spiders (Araneae) as ecological indicators. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 7: 83-86.
- Coddington, J. A., Agnarsson, I., Miller, J. A., Kuntner, M. & Hormiga, G., 2007. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Abstracts of the 17 International Congress of Arachnology*, São Pedro: 156.
- Coddington, J. A. & Levi, H., 1991. Systematics and evolution of spiders. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22: 111-128.
- Coddington, J. A., Young, L. & Coyle, F., 1996. Estimating spider species richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology*, 24: 111-128.
- Colwell, R. K., 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>
- Colwell, R. K. & Coddington, J., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences*, 345: 101-118. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Cornell, H. V. & Lawton, J. H., 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: A theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, 61(1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.2307/5503>
- Cuezzo, F., Lizarralde De Grosso, M., Navarro, F. & Szumik, C., 2007. Endemic insects from the Yungas of Argentina. *Zootaxa*, 1576: 63-67.
- Diamond, J., 1988. Factors controlling species diversity: overview and synthesis. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1): 117-119. <http://dx.doi.org/10.2307/2399469>
- Dippenaar-Schoeman, A. S. & Jocqué, R., 1997. *African spiders an identification manual*. Agricultural Research Council. Pretoria. 392 pp.
- Enders, F., 1974. Vertical stratification in orb-web spiders (Araneidae, Araneae) and a consideration of other methods of coexistence. *Ecology*, 55(2): 317-328. <http://dx.doi.org/10.2307/1935219>
- Flórez-D, E., 1998. Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el departamento Del Valle, suroccidente de Colombia. *Caldasia*, 20: 173-192.
- Flórez-D, E., 1999. Estudio de comunidades de arañas (Araneae) del Parque Nacional Farallones de Cali, Colombia. *Cespedesia*, 23(73-74): 99-113.
- Grismado, C. J., Crudele, I., Damer, L., López, N., Olejnik, N. & Trivero, S., 2011. Comunidades de arañas de la Reserva Natural Otamendi, provincia de Buenos Aires. Composición taxonómica y riqueza específica. *Biológica*, 14: 7-48.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution model in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2-3): 147-186. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Gunnarsson, B., 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *Journal of animal Ecology*, 59(2): 743-752. <http://dx.doi.org/10.2307/4892>
- Halffter, G. & Moreno, C.E., 2005. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. In: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.). *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Monografías Tercer Milenio, S.E.A. Zaragoza: 5-18.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D., 2003. PAST: Palaeontological Statistics, Version 1.18. Available at: <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- Hartmut, G. D., Denno, R. F. & Coddington, J. A., 1990. Spider (Araneae) community structure in an intertidal salt marsh: effects of vegetation structure and tidal flooding. *Environmental Entomology*, 19(5): 1356-1370.
- Hatley, C. & MacMahon, J., 1980. Spider community organization: Seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology*, 9: 632-639. <http://dx.doi.org/10.1093/ee/9.5.632>
- Höfer, H., 1990. The spider community (Araneae) of a Central Amazonian blackwater inundation forest (Igapó). *Acta Zoologica Fennica*, 190: 173-179.
- Humphries, C. J., Williams, P. H. & Vane-Wright, R. I., 1995. Measuring biodiversity value for conservation.

- Annual Review of Ecology and Systematics*, 26: 93-111. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.26.110195.000521>
- Janzen, D., Ataroff, M., Farinas, M., Reyes, S., Rincon, N., Soler, A., Soriano, P. & Vera, M., 1976. Changes in the arthropod community along an elevational transect in the Venezuelan Andes. *Biotropica*, 8(3): 193-203. <http://dx.doi.org/10.2307/2989685>
- Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J.M., 2007. Determinants of local spider (Araneidae and Thomisidae) species richness on a regional scale: climate and altitude vs. habitat structure. *Ecological Entomology*, 32: 113-122. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00848.x>
- Jongman, G., Ter Braak, C. & Van Tongeren, O., 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. 299 pp.
- Krebs, C. J., 1989. *Ecological methodology*. Black Well Scientific Press. 654 pp.
- Labarque, F. M., Piacentini, L. N., Ramírez, M. J., Hormiga, G., Dimitrov, D., Benavides, L., Arnedo, M. A. & Pons, J., 2010. PANCODING: estimando patrones de biodiversidad utilizando códigos de barras del ADN. *Resúmenes de la IX Reunión Argentina de Cladística y Biogeografía*, La Plata: 78.
- LIEY & FVSA., 2000. *Descripción y manejo de posibles nuevas áreas naturales protegidas en las yungas de la Argentina*. Fundación Vida Silvestre. 21 pp.
- Liljesthrom, G., Minervino, E., Castro, D. & Gonzalez, A., 2002. La comunidad de arañas del cultivo de soja en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology*, 31(2): 197-210. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2002000200005>
- Machado Pinto-Leite, C., Camacho Guerrero, A. & Kobler Brazil, T., 2008. Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. *Journal of Arachnology*, 36(2): 448-452. <http://dx.doi.org/10.1636/CT07-123.1>
- Maelfert, J., Jocqué, R., Baert, L. & Descender, K., 1990. Heathland management and spiders. *Acta Zoologica Fennica*, 190: 261-266.
- Magurran, A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science. Oxford. 256 pp.
- McAleece, N., 1999. BioDiversity PRO. Ver. 2.0.0. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.
- McCoy, E. D., 1990. The distribution of insects along elevational gradients. *Oikos*, 58(3): 313-322. <http://dx.doi.org/10.2307/3545222>
- McNoughton, S. J. & Wolf, L. L., 1984. *Ecología General*. Omega. Barcelona. 713 pp.
- Meyke, E., 1999-2004. TAXIS 3.5-Taxonomical Information System. www.bio-tools-net
- Moreno, C. E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84 pp.
- Morrone, J. J., 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean Islands based on analyses of the entomofauna. *Annual Review of Entomology*, 51(1): 467-94. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.50.071803.130447>
- Navarro, F. R., Cuezco, F., Goloboff, P. A., Szumik, C., Lizarralde De Grosso, M. & Quintana, M. G., 2009. Can insect data be used to infer areas of endemism? An example from the Yungas of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(4): 507-522. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2009000400006>
- Nogueira, A. A., Pinto-da-Rocha, R. & Brescovit, A. D., 2006. Comunidade de aranhas orbitelas (Araneae, Arachnida) na região da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 6(2): 1-24. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032006000200010>
- Oliver, I. & Beattie, A. J., 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, 7(3): 562-568. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.07030562.x>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Lamoreux, J. F., Ricketts, T. H., Itoua, I., Wettengel, W. W., Kura, Y., Hedao, P. & Kassem, K., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience*, 51: 933-938. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051%5B0933:TEOTWA%5D2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051%5B0933:TEOTWA%5D2.0.CO;2)
- Pérez-Miles, F., Simó, M., Toscano-Gadea, C. & Useta, G., 1999. La comunidad de Araneae criptozoicas del Cerro de Montevideo, Uruguay: Un ambiente rodeado por urbanización. *Physis*, C57: 73-78.
- Pinkus-Rendón, M. A., León-Cortés, J. L. & Ibarra-Núñez, G., 2006. Spiders diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. *Diversity and Distributions*, 12: 61-69. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00217.x>
- Podgaiski, L.R., Ott, R., Lopes Rodrigues, E.N., Buckup, E.H. & Leão Marques, M.A., 2007. Araneofauna (Arachnida; Araneae) do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2): 1-15.
- Raizer, J., Japyassú, H.F., Indicatti, R.P. & Brescovit, A.D., 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do Pantanal Norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotropica*, 5(1): 1-16. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032007000200023>
- Ramírez, M.J., Labarque, F. M., Piacentini, L. N., Hormiga, G., Dimitrov, D., Benavides, L., Arnedo, M. A. & Pons, J., 2010. PANCODING: estimaciones comparadas de eficiencia en la determinación de inventarios de biodiversidad utilizando combinaciones de morfología y códigos de barras del ADN. *Resúmenes de la IX Reunión Argentina de Cladística y Biogeografía*, La Plata: 99.
- Ricetti, J. & Bonaldo, A.B., 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 98(1): 88-99. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212008000100013>
- Rodrigues, E. N. L., 2005. Fauna araneológica (Arachnida; Araneae) arborícola de duas áreas em uma mata de restinga no sul do Brasil. *Acta Biológica Leopoldensia*, 27(1): 73-92.
- Rodrigues, E. N. L., Mendonça, M. S. Jr. & Ott, R., 2008. Fauna de aranhas (Arachnida, Araneae) em diferentes estágios do cultivo do arroz irrigado em Cachoeirinha, RS, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 98(3): 362-371. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212008000300011>

- Rubio, G. D., 2014. Baseline richness of Salticidae (Araneae) from Misiones, Argentina. *Peckhamia*, 118.1: 1-21.
- Rubio, G. D., Corronca, J. A. & Damborsky, M. P., 2008. Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitats? A case study in the protected habitats of the Humid Chaco ecoregion, north-east Argentina. *Environmental Entomology*, 37: 419-430.
- Rubio, G. D. & Moreno, C. E., 2010. Orb-weaving spider diversity in the Iberá marshlands (Argentina). *Neotropical Entomology*, 39(4): 496-505. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2010000400006>
- Russell-Smith, A. & Stork, N. E., 1994. Abundance and diversity of spiders from the canopy of tropical rainforests with particular reference to Sulawesi, Indonesia. *Journal of Tropical Ecology*, 10(4): 545-558. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400008221>
- Silva, D. & Coddington, J. A., 1996. Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Peru): species richness y notes in community structure. In: D.E. Wilson & A. Sandoval (eds.). *The biodiversity of Pakitza y its environs*. Smithsonian Institution. Washington: 241-299.
- Sørensen, L. L., 2004. Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 13: 437-452. <http://dx.doi.org/10.1023/B:BIOC.0000006510.49496.1e>
- Sørensen, L. L., Coddington, J. A. & Scharff, N., 2002. Inventorying and estimating sub-canopy spider diversity using semi-quantitative sampling methods in an Afromontane forest. *Environmental Entomology*, 31: 319-330.
- Toti, D., Coyle, F. & Miller, J., 2000. A structured inventory of Appalachian grass Bald and heath Bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology*, 28: 329-345. [http://dx.doi.org/10.1636/0161-8202\(2000\)028%5B0329:ASIOAG%5D2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1636/0161-8202(2000)028%5B0329:ASIOAG%5D2.0.CO;2)
- Turnbull, A. L., 1973. Ecology of the true spiders (Araenomorphs). *Annual Review of Entomology*, 18: 305-348.
- Uetz, G. W., 1976. Gradient analysis of spiders communities in a streamside forest. *Oecologia*, 22: 373-385. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00345314>
- Uetz, G. W., Halaj, J. & Cady, A. B., 1999. Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology*, 27: 270-280.
- Whitmore, C., Slotow, R., Crouch, T. E. & Dippenaar-Schoeman, A. S., 2002. Diversity of spiders (Araneae) in a savanna reserve, Northern Province, South Africa. *Journal of Arachnology*, 30: 344-356. [http://dx.doi.org/10.1636/0161-8202\(2002\)030%5B0344:DO SAIA%5D2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1636/0161-8202(2002)030%5B0344:DO SAIA%5D2.0.CO;2)
- Wise, D. H., 1993. *Spider in ecological webs*. Cambridge University Press. Cambridge. 328 pp. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511623431>
- Wolda, H., 1987. Altitude, habitat and tropical insect diversity. *Biological Journal of the Linnean Society*, 30: 313-323. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8312.1987.tb00305.x>

Apéndice 1.— Familias, especies y abundancia de arañas en los diferentes ambientes de las yungas de Salta, Argentina. En negrita se indican las especies dominantes. La última columna muestra los valores del ChS a modo comparativo.

Appendix 1.— Families, species and abundance of spiders in the different environments of the Yungas of Salta, Argentina. In bold are the dominant species. The last column shows the ChS values for comparison.

Familia	Determinación	Cc_s	YT	SP	SM	BM	Total Yungas	ChS
Amaurobiidae	Ama_msp240	0	0	2	0	0	2	0
Anapidae	Ana_msp233	0	0	0	1	1	2	0
	Ana_msp241	0	0	1	0	0	1	0
Anyphaenidae	cf_Temnida_msp131	30	142	106	40	47	365	333
	Josa_msp126	0	0	1	53	46	100	0
	Sanogasta_msp190	0	92	1	0	0	93	1
	Any_msp36	10	40	23	9	5	87	3
	Any_msp145	11	23	24	5	3	66	0
	Tasata_msp112	0	0	2	15	17	34	0
	Arachosia_msp74	0	5	0	16	10	31	4
	Negayan_msp133	0	8	2	0	2	12	0
	cf_Josa_msp174	2	0	0	6	4	12	0
	Any_msp147	1	0	1	3	0	5	0
	Teudis_msp93	0	1	1	1	0	3	0
	cf_Temnida_msp209	0	0	1	0	1	2	0
	Teudis_msp239	0	0	1	0	0	1	0
	Teudis_msp250	0	1	0	0	0	1	3
Araneidae	<i>Mangora cochuna</i> Levi, 2007	0	0	2	69	31	102	0
	Ara_msp230	0	2	0	55	19	76	0
	<i>Araneus</i> _msp69	8	46	4	3	2	63	36
	<i>Metazygia viriosa</i> (Keyserling, 1892)	11	17	1	20	11	60	90
	<i>Ocrepeira</i> _msp43	0	39	3	0	0	42	6
	<i>Ocrepeira</i> _msp60	3	10	11	4	0	28	13
	<i>Micrathena shealsi</i> Chickering, 1960	0	0	0	13	11	24	0
	<i>Micrathena</i> _msp59	0	1	5	5	13	24	0
	Ara_msp135	5	12	0	0	0	17	11
	<i>Mecynogea erythromela</i> (Holmberg, 1876)	8	7	0	0	0	15	1
	Ara_msp103	1	7	1	3	0	12	1
	<i>Mangora v-signata</i> Mello-Leitão, 1943	0	7	2	0	0	9	0
	<i>Parawixia audax</i> (Blackwall, 1863)	0	4	3	0	0	7	3
	<i>Alpaida</i> _msp189	2	4	0	0	0	6	6
	Ara_msp137	0	2	0	3	0	5	0
	Ara_msp149	0	0	5	0	0	5	0
	<i>Alpaida</i> _msp100	0	0	4	0	0	4	0
	<i>Metepeira</i> _msp194	1	3	0	0	0	4	2
	<i>Cyclosa</i> _msp195	2	2	0	0	0	4	6
	<i>Ocrepeira</i> _msp199	2	2	0	0	0	4	32
	<i>Mangora</i> cf <i>chuquisacai</i> Levi, 2007	0	0	0	0	3	3	0
	Ara_msp153	0	2	1	0	0	3	0
	<i>Micrathena crassa</i> (Keyserling, 1864)	0	0	0	0	3	3	0
	<i>Wagneriana madrejon</i> Levi, 1991	0	3	0	0	0	3	1
	Ara_msp132	0	1	1	0	0	2	0
	<i>Argiope argentata</i> (Fabricius, 1775)	0	2	0	0	0	2	3
	<i>Mastophora</i> _msp203	1	1	0	0	0	2	5
	Ara_msp157	1	0	0	0	0	1	2
	Ara_msp2	0	0	0	0	1	1	0
	<i>Kaira</i> _msp221	1	0	0	0	0	1	2

Appendix 1.— (Continued)

Familia	Determinación	Cc_s	YT	SP	SM	BM	Total Yungas	ChS
Corinnidae	<i>Micrathena_msp224</i>	0	1	0	0	0	1	1
	<i>Acacesia_msp244</i>	0	0	0	0	1	1	0
	<i>cf_Larinia_msp246</i>	0	1	0	0	0	1	0
	<i>cf_Araneus_msp32</i>	1	0	0	0	0	1	0
	<i>Castianeirinae_msp188</i>	0	6	2	0	9	17	1
	<i>Cor_msp235</i>	0	0	5	1	0	6	2
	<i>Cor_msp71</i>	6	0	0	0	0	6	22
	<i>Castianeirinae_msp236</i>	0	2	2	0	0	4	0
	<i>cf_Meriola_msp180</i>	0	1	1	0	1	3	0
	<i>Castianeira_msp198</i>	0	1	1	0	0	2	2
	<i>Meriola_msp255</i>	0	0	1	0	0	1	0
Ctenidae	<i>Cte_msp237</i>	0	2	1	0	0	3	0
Dictynidae	<i>Dictyna_msp150</i>	5	3	8	0	0	16	0
	<i>Dictyna_msp171</i>	7	3	0	0	0	10	0
Diguetidae	<i>Diguetia catamarquensis</i> (Mello-Leitão, 1941)	1	0	0	0	0	1	0
Filistatidae	<i>Fil_msp223</i>	2	0	0	0	0	2	0
Gnaphosidae	<i>Gna_msp138</i>	1	1	1	0	0	3	0
	<i>Gna_msp181</i>	0	2	0	0	1	3	0
	<i>Gna_msp177</i>	1	0	0	0	1	2	0
	<i>Gna_msp173</i>	0	0	1	0	0	1	0
Hahniidae	<i>Hahnia_msp115</i>	0	0	0	10	6	16	0
Linyphiidae	<i>Dubiaranea_msp111</i>	1	5	36	192	187	421	1
	<i>Dubiaranea difficilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	1	16	21	135	88	261	2
	<i>cf_Maro_msp108</i>	0	3	3	38	6	50	0
	<i>Lin_msp213</i>	0	0	0	7	4	11	0
	<i>Lin_msp28</i>	1	1	0	0	3	5	1
	<i>Lin_msp178</i>	0	0	0	0	4	4	0
	<i>Agyneta_msp96</i>	0	0	1	2	0	3	1
	<i>Dubiaranea_msp245</i>	0	0	0	1	0	1	0
	<i>Lin_msp86</i>	0	1	0	0	0	1	0
	<i>Lobizon ojangurenii</i> Piacentini & Grismado, 2009	0	1	1	20	23	45	0
	<i>Aglaoctenus_msp205</i>	1	2	0	0	0	3	4
	<i>Sossipinae_msp229</i>	0	0	0	0	1	1	0
	<i>Lyc_msp7</i>	0	0	0	0	1	1	0
Mimetidae	<i>cf_Mimetus_msp215</i>	2	1	0	13	5	21	0
	<i>Gelanor_cf_zonatus</i>	0	1	13	0	0	14	9
Miturgidae	<i>cf_Eutichurus_msp119</i>	0	5	2	2	3	12	0
	<i>Mit_msp78</i>	1	0	0	0	0	1	0
Mysmenidae	<i>Mysmena_msp110</i>	0	1	9	170	230	410	3
	<i>Trogloneta_msp146</i>	0	0	0	7	6	13	0
Nephilidae	<i>Nephila clavipes</i> (Linnaeus, 1767)	0	32	2	0	0	34	0
Oonopidae	<i>Oonops tucumanus</i> Simon, 1907	0	0	1	0	0	1	0
Oxyopidae	<i>Oxy_msp50</i>	6	17	3	0	0	26	1
	<i>Peucetia rubrolineata</i> Keyserling, 1877	2	0	9	0	0	11	1
	<i>Oxyopes_msp11</i>	0	4	5	0	0	9	47
	<i>Oxy_msp257</i>	0	1	0	0	0	1	2
Philodromidae	<i>Paracleocnemis_msp75</i>	45	86	3	0	0	134	133
	<i>Phi_msp226</i>	2	1	0	0	0	3	0
	<i>Phi_msp225</i>	0	1	0	0	0	1	0

Appendix 1.— (Continued)

Familia	Determinación	Cc_s	YT	SP	SM	BM	Total Yungas	ChS
Pholcidae	<i>Chibchea salta</i> Huber, 2000	2	4	0	262	250	518	0
	Pho_msp113	4	0	0	1	0	5	0
	Pho_msp258	0	3	0	0	0	3	0
Pisairidae	Pis_msp124	0	0	3	2	0	5	0
Salticidae	cf <i>Mopiopia</i> _msp94	2	2	1	115	23	143	0
	Sal_msp183	0	0	0	11	54	65	0
	cf <i>Sassacus</i> _msp136	1	16	17	3	5	42	0
	Sal_msp16	2	9	21	4	1	37	1
	<i>Lyssomanes</i> _msp18	0	0	35	0	0	35	0
	Sal_msp31	4	26	0	0	0	30	17
	Sal_msp123	1	11	5	5	5	27	0
	Sal_msp12	4	18	3	1	0	26	0
	Sal_msp63	1	7	11	0	0	19	2
	Sal_msp20	2	12	0	1	1	16	3
	Sal_msp207	2	11	1	0	0	14	14
	Sal_msp95	0	0	14	0	0	14	5
	Sal_msp220	1	4	5	0	0	10	0
	Sal_msp83	5	3	2	0	0	10	1
	Sal_msp219	0	7	1	1	0	9	0
	Sal_msp251	0	5	1	0	0	6	0
	Sal_msp134	0	2	0	0	2	4	0
	Sal_msp249	2	1	0	0	0	3	0
	Sal_msp44	0	2	0	0	1	3	9
	Sal_msp248	0	2	0	0	0	2	0
	<i>Sarinda</i> _msp45	0	0	1	0	1	2	0
Scytodidae	<i>Scytodes</i> _msp159	4	3	0	0	0	7	0
Sparassidae	Spa_msp152	2	0	9	0	0	11	1
	cf <i>Olios</i> _msp206	0	4	3	0	0	7	3
	Spa_msp89	1	0	0	0	0	1	0
Symphytognathidae	cf <i>Globignatha</i> _msp184	0	0	0	2	3	5	0
	<i>Anapistula yungas</i> Rubio & González, 2010	0	0	0	2	0	2	0
Tetragnathidae	<i>Leucauge cf venusta</i> (Walckenaer, 1842)	0	37	37	91	122	287	31
	cf <i>Chrysometa</i>_msp187	0	0	0	111	175	286	0
	Tet_msp117	0	1	0	30	32	63	0
	Tet_msp57	0	48	1	2	1	52	1
	Tet_msp102	2	1	1	6	6	16	0
	cf <i>Chrysometa</i> _msp217	0	8	1	6	0	15	1
	Tet_msp232	0	0	0	0	4	4	0
Theridiidae	The_msp47	3	26	79	75	42	225	18
	<i>Anelosimus</i> _msp118	0	2	0	130	4	136	0
	The_msp109	0	0	61	38	23	122	0
	The_msp122	0	0	22	53	43	118	0
	The_msp52	5	8	6	32	36	87	2
	The_msp125	0	4	4	22	56	86	0
	The_msp161	46	1	0	0	0	47	0
	The_msp58	2	19	14	3	3	41	29
	The_msp91	0	0	34	2	1	37	0
	<i>Argyrodes</i> _msp192	3	22	1	0	0	26	2
	The_msp51	0	0	5	20	1	26	0

Appendix 1.— (Continued)

Familia	Determinación	Cc_s	YT	SP	SM	BM	Total Yungas	ChS
	<i>Argyroides_msp162</i>	6	7	0	4	3	20	2
	<i>The_msp98</i>	0	0	3	12	5	20	0
	<i>The_msp37</i>	0	2	1	3	8	14	0
	<i>The_msp142</i>	0	0	0	3	10	13	0
	<i>The_msp231</i>	0	0	0	9	4	13	0
	<i>Spintharus_msp210</i>	0	0	0	2	6	8	0
	<i>The_msp218</i>	0	7	0	1	0	8	0
	<i>The_msp99</i>	0	0	0	6	1	7	0
	<i>The_msp243</i>	0	0	0	0	5	5	0
	<i>Argyroides_msp164</i>	1	2	0	1	0	4	0
	<i>The_msp167</i>	2	0	0	0	2	4	0
	<i>Dipoena_msp256</i>	0	0	4	0	0	4	0
	<i>The_msp155</i>	0	0	1	1	1	3	0
	<i>Ariamnes cf longissimus</i> (Keyserling, 1891)	0	3	0	0	0	3	0
	<i>The_msp70</i>	0	0	0	3	0	3	0
	<i>Euryopis_msp186</i>	0	0	0	1	1	2	0
	<i>Argyroides_msp242</i>	0	0	0	1	1	2	0
	<i>The_msp204</i>	0	0	1	0	0	1	11
	<i>Euryopis_msp216</i>	0	0	0	0	1	1	0
	<i>Phoroncidia cribrata</i> (Simon, 1893)	0	1	0	0	0	1	0
Theridiosomatidae	<i>Theridiosoma_msp140</i>	0	0	0	7	23	30	0
	<i>Theso_msp127</i>	0	0	1	2	4	7	0
	<i>cf_Ogulnius_msp84</i>	0	1	4	0	2	7	0
	<i>Theso_msp185</i>	0	0	2	0	0	2	0
	<i>Chthonos_msp197</i>	0	2	0	0	0	2	0
Thomisidae	cf_Misumenops_msp27	76	157	55	2	1	291	81
	<i>Tmarus estyliferus</i> Mello-Leitão, 1929	5	61	16	1	0	83	0
	<i>Tmarus_msp54</i>	5	29	13	0	0	47	22
	<i>Onocolus_msp121</i>	0	0	0	8	3	11	0
	<i>Tho_msp238</i>	0	0	11	0	0	11	0
	<i>Tho_msp214</i>	0	0	0	7	1	8	0
	<i>Tho_msp191</i>	0	4	0	0	0	4	1
	<i>Tho_msp222</i>	1	2	0	0	0	3	0
	<i>Tho_msp65</i>	1	0	1	0	1	3	0
	<i>cf_Misumenoides_msp211</i>	1	0	0	0	1	2	0
	<i>Sidymella_msp64</i>	0	1	0	1	0	2	0
	<i>Tho_msp254</i>	0	1	0	0	0	1	0
Titanoecidae	<i>Goeldia_msp49</i>	0	0	2	0	0	2	0
Trechaleidae	<i>Dossenus_msp227</i>	0	0	3	0	0	3	0
Uloboridae	<i>Uloborus_msp154</i>	1	0	20	0	1	22	2
	<i>Philoponella_msp160</i>	13	0	1	0	0	14	2
	<i>Miagrammopes_msp151</i>	0	3	2	0	0	5	0
Zodariidae	<i>Zod_msp141</i>	0	1	0	13	0	14	1
34 Familias	188 Especies	399	1301	881	2041	1790	6412	1059